

УДК 628.355

Л.І. Ружинська, І.Г. Баранова

МОДЕЛЬ ПРОЦЕСУ АНАЕРОБНОГО ОЧИЩЕННЯ СТИЧНОЇ ВОДИ В БІОРЕАКТОРІ З ЛИСТОВИМИ НЕРУХОМИМИ НОСІЯМИ ІММОБІЛІЗОВАНОЇ МІКРОФЛОРИ**Вступ**

Пошуки економічно вигідних і екологічно прийнятних методів очищення промислових та господарсько-комунальних стічних вод були і залишаються вкрай актуальними у великих містах. Постійно зростаюча чисельність жителів міст, розгалужена інфраструктура, інтенсивне функціонування харчових, мікробіологічних, фармацевтичних та багатьох інших виробництв призводять до щоденного зростання обсягів стічних вод, забруднених органічними речовинами. Тому зростає потреба в очищенні води. Донедавна більш перспективною технологією очищення вважалася аеробна очистка, а анаеробна технологія розглядалася лише як попередня стадія очистки стоків високої концентрації або осадів [1, 2]. Введення анаеробних біореакторів з іммобілізованою мікрофлорою інтенсифікувало процес очищення, що разом з іншими перевагами — низькою енергоємністю, отриманням палива, компактністю, гігієнічністю — дало можливість анаеробній технології успішно конкурувати з аеробною.

Зараз активно ведеться розробка анаеробних процесів, проте їх результати є фрагментарними і розрізненими, майже немає інформації довідкового характеру, дається взнаки відсутність ґрунтовних систематизованих досліджень. Вибір найбільш ефективних проектних рішень потребує детального вивчення і математичного опису основних закономірностей процесу [3]. Анаеробне очищення стічних вод на інертних носіях є складним багатофазовим і багатостадійним процесом, фізичні, хімічні та мікробіологічні явища якого тісно взаємопов'язані і взаємозалежні. В даній статті подано математичну модель процесу очищення стічних вод мікроорганізмами, іммобілізованими на нерухомих інертних носіях.

Відомі математичні моделі процесів анаеробного очищення базуються на взаємозв'язку зміни концентрації субстрату — забруднень у стічній воді та концентрації біомаси активного

мулу [4–8]. Залежність між цими величинами встановлюється введенням питомої швидкості росту мікроорганізмів. Анаеробне зброджування є багатостадійним процесом, в якому беруть участь різні групи мікроорганізмів, а отже, можна виділити лімітуючу фазу, яка визначатиме кінетику всього процесу. Залежно від умов ведення, якостей стічної води, гідродинамічного та теплового режимів лімітуючою фазою може виступати будь-яка фаза. Цим можна пояснити існування широкого діапазону моделей кінетики росту біомаси. В [9] подано класифікацію таких рівнянь. За способом побудови рівняння поділено на моно- та багатосубстратні. Моно-субстратні моделі враховують вплив одного лімітуючого або стимулюючого субстрату та продуктів метаболізму. До них належать моделі Кобозева, Блекмана, Перта, Ендрюса, Хіншельвуда, Моно, Мозера, Халдейна, Ієрусалимського, Бергтера та інших дослідників [4, 9].

Багатосубстратні моделі питомої швидкості росту біомаси служать для характеристики впливу кожного з наявних субстратів. В деяких працях запропоновано використання моделей такої структури [5, 6], проте, як відомо, склад стічних вод є змінним, як і склад біоценозу в метантенку, тому дуже важко здійснити адекватний поділ процесу анаеробної очистки на окремі фази, що ускладнює визначення застосованих у моделі величин [4].

Важливим фактором є температурний режим зброджування, тому більшість дослідників розглядають ізотермічний процес. Такий підхід пояснюється чутливістю анаеробних реакторів до зміни температури під час роботи [10, 11], наприклад, при мезофільному режимі коливання температури допустиме лише в межах 3 °C на добу, а при термофільному — лише 0,5 °C на такий же час. Отже, передбачається, що реактор працюватиме в наперед визначеному постійному температурному режимі. Спроби моделювання температурних впливів здійснено в [12, 13].

Розклад забруднень метаногенною асоціацією мікроорганізмів супроводжується виділенням біогазу, що впливає на гідродинаміку процесу і склад рідини, а зрештою, й на характер контакту рідини з мікробною масою, зміна якого призводить до варіювання інтенсивності виділення біогазу. Моделювання процесу із врахуванням виділення біогазу у формі продуктивності або об'ємної витрати наведено в публікаціях [6, 7, 14, 15]. Проте жодна з моделей не враховує гідродинамічного впливу утворен-

ня газорідинної суміші на анаеробну систему. Частково газоутворення і розчинення компонентів біогазу охарактеризовано в [14, 16].

Аналіз розглянутих математичних моделей процесу анаеробного очищення стічних вод показує, що без врахування гідродинамічних показників процесу система не є замкненою і дає уявлення лише про окремі явища без характеристики їх взаємозв'язку.

Постановка задачі

Основним завданням статті є розробка математичної моделі процесу очищення стічних вод в анаеробному біореакторі, адекватної явищам, що відбуваються в реакторі.

Математичне моделювання процесу

Очевидно, що гідродинаміка процесу залежить від конструкції анаеробного біореактора. Порівняння характеристик конструкцій біореакторів [2, 10, 17] дає всі підстави для вибору компактної і високопродуктивної конструкції біореактора з іммобілізованою на інертних носіях мікрофлорою, що відрізняється великою концентрацією біомаси і оптимальними умовами для життєдіяльності всіх груп мікроорганізмів.

Як носії, на яких утворюється біоплівка, застосуємо листи вторинних полімерів [18]. Використання полімерних матеріалів дає змогу отримати носії потрібної пористості, щільності і конфігурації без значних витрат на виготовлення та монтаж. Листи носіїв розміщено в анаеробному біореакторі паралельно один одному. Очищення при цьому відбувається при протіканні рідини вздовж них. Відстань між листами обрано із врахуванням товщини біоплівки, пристінних шарів сусідніх пластин і в такий спосіб, щоб виключити можливість безконтактного протікання рідини.

Розглянемо процес руху середовища між двома вертикальними плоскопаралельними пластинами, що утворюють щільний канал, як показано на рисунку.

Помістимо початок координат у нижньому перерізі щілини, початку руху рідини вздовж носіїв. Вісь z направлена вертикально вгору, відповідно до руху потоку, y — паралельно до твірних щілини, а вісь x — по нормалі до твірних. Середовище рухається вздовж пластин знизу вгору. При його контакті з мікроорганізмами,

які у вигляді біоплівки іммобілізовані на листах, органічні речовини, які знаходяться в середовищі, піддаються деструкції з утворенням біогазу.

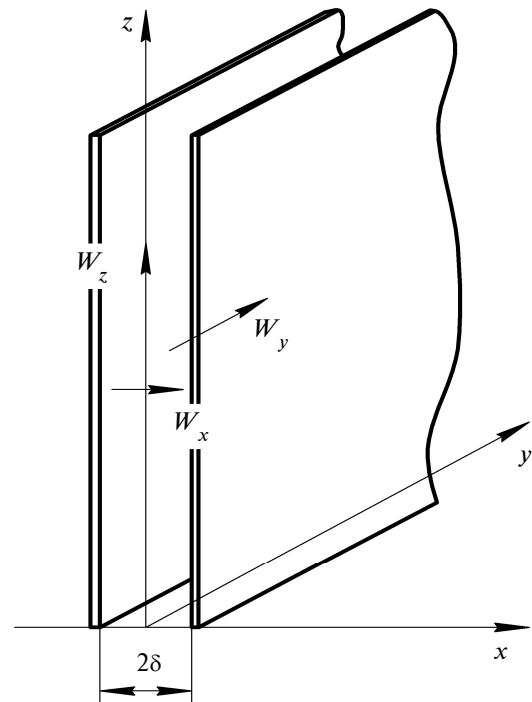


Схема розміщення листів-носіїв

За умов ламінарного руху середовища в каналі між двома листами складові швидкості W_y і W_x набагато менші за складову W_z . Тому припустимо, що $W_x = 0$ і $W_y = 0$. Розглянемо усталений процес, коли швидкість руху потоку незмінна, тобто $\frac{\partial W_z}{\partial \tau} = 0$.

Запишемо рівняння руху для потоку середовища в проекції на вісь z :

$$\rho(\varphi)W_z \frac{\partial W_z}{\partial z} = -\rho(\varphi)g_z - \frac{\partial p}{\partial z} + \mu(\varphi) \frac{\partial^2 W_z}{\partial x^2},$$

де $\rho(\varphi)$ і $\mu(\varphi)$ — відповідно густина і ефективна динамічна в'язкість середовища, які залежать від вмісту біогазу в рідині φ . Безперечно, виділення біогазу з поверхні біоплівки значно змінює властивості пристінного шару середовища та потоку в цілому. Густина рідини в потоці можна визначити виходячи із значення об'ємного виходу біогазу за правилом адитивності:

$$\rho = \rho_1(1 - \phi),$$

де ρ_1 — густина субстрату.

Ефективну в'язкість можна визначити за формулою, наведеною в [19]:

$$\mu = \mu_1(1 + (1-2,5)\phi),$$

де μ_1 — коефіцієнт динамічної в'язкості субстрату, числовий коефіцієнт при газовмісті є дослідною величиною і залежить від характеру середовища і газу.

Процес деструкції органічних речовин і транспортування їх до мікроорганізмів опишемо рівнянням переносу маси для сталого режиму:

$$W_z \frac{\partial c_1}{\partial z} = D \frac{\partial^2 c_1}{\partial x^2},$$

де c_1 — концентрація органічної речовини; D — коефіцієнт молекулярної дифузії, значення якого для рідин визначається температурою та концентрацією органічної речовини, яка в біоплівці досягає 10^{-9} – 10^{-10} м²/с. У біоплівці встановлюється баланс маси забруднень, переданих до неї в результаті молекулярної дифузії і втрачених під час біохімічної реакції. Швидкість біохімічного розкладу забруднень у біоплівці невелика і, як правило, є лімітуючою стадією масопереносу забруднень з води, яка очищається, до біоплівки.

Математична модель розробляється для середовищ, в яких містяться різноманітні органічні сполуки, а отже, й біомаса матиме складну структуру, що змінюватиметься навіть по довжині каналу. Для опису процесу приросту біомаси і деструкції органічних забруднень використаємо систему рівнянь, запропоновану в [4].

$$\frac{dc_1}{d\tau} = f_1(c_1, c_2),$$

$$\frac{dc_2}{d\tau} = -f_1(c_1, c_2),$$

де c_1, c_2 — концентрації відповідно забруднень (органічної речовини) і біомаси активного мулу; $f_1(c_1, c_2)$ — швидкість росту мікроорганізмів за моделлю М.Д. Ієрусалимського [20]:

$$f_1(c_1, c_2) = \frac{\mu_m c_1 c_2}{(k + c_1)(k + c_2)},$$

де k і \bar{k} — константи напівнасичення та інгібування, відповідно; μ_m — максимальна питома швидкість росту мікроорганізмів, які залежать від температури; різними авторами, залежно від роду субстрату, наведені значення від 0,25 до 0,45 діб⁻¹. Модель Ієрусалимського, обрана для характеристики швидкості росту біомаси, дає можливість врахувати одночасно і ріст лімітуючої фази, і вплив наявних інгібіторів процесу. Такий підхід є найбільш прийнятним при описі анаеробного зброджування, коли продукти метаболізму одних мікроорганізмів можуть як сприяти, так і перешкоджати росту інших наявних груп.

Швидкість утворення біогазу опишемо рівнянням

$$\frac{dc_3}{d\tau} = f_2(c_1, c_2),$$

де c_3 — концентрація біогазу, що утворюється; $f_2(c_1, c_2)$ — інтенсивність виділення біогазу. За кінетичною моделлю Конто [15], яка може бути використана для широкого класу органічних стоків, інтенсивність виділення біогазу при іммобілізації набирає такого вигляду:

$$f_2(c_1, c_2) = \frac{Bc_1}{\tau} \left(1 - \frac{k}{\mu_m \tau - 1 + k} \right),$$

де B — граничний вихід біогазу з одиниці органічної речовини; τ — час експозиції. Кінетичний параметр — константа напівнасичення — характеризує стабільність процесу і зростає при інігуванні його.

Сформулюємо умови однозначності: при $z = 0$

$$W_z = \frac{G}{\rho_1 f}, \quad c_1 = c_{1П}, \quad c_3 = 0,$$

де G — об'ємна витрата стічних вод; $c_{1П}$ — концентрація органічних забруднень на вході в метантенк; f — площа перерізу щілини між листами носія.

Висновки

Використання іммобілізованих на інертних носіях мікроорганізмів дає змогу значно інтенсифікувати процеси, які відбуваються в біореакторі. Для іммобілізації застосовуються різнома-

нітні за складом та формою носії, зокрема листові полімерні матеріали. Процес деструкції органічних речовин і синтезу метану в анаеробних біореакторах залежить від багатьох взаємопов'язаних факторів. Дослідження цих процесів математичним моделюванням дає можливість встановити залежність між гідродинамічними характеристиками руху середовища, зокрема швидкістю руху потоку і газоутворенням, біологічними та біохімічними процесами, що протікають у біоплівках, такими, як швидкість росту біомаси, деструкція органічних речовин і виділення біогазу, і масообміном між середо-

вищем, яке є багатокомпонентною системою із змінним складом і газовмістом, та біомасою.

У подальшому планується експериментальне дослідження описаних процесів з метою підтвердження запропонованої математичної моделі. Основним напрямком цих досліджень є встановлення залежностей між рухом субстрату і масообміном між рідиною і плівкою, а отже, і якістю деструкції та виділенням біогазу. Одним із важливих завдань є визначення оптимального гідродинамічного режиму руху газорідної системи, властивості якої справляють значний вплив на процеси, що протікають у біореакторі.

Л.И. Ружинская, И.Г. Баранова

МОДЕЛЬ ПРОЦЕССА АНАЭРОБНОЙ ОЧИСТКИ СТОЧНОЙ ВОДЫ В БИОРЕАКТОРЕ С ЛИСТОВЫМИ НЕПОДВИЖНЫМИ НОСИТЕЛЯМИ ИММОБИЛИЗИРОВАННОЙ МИКРОФЛОРЫ

Рассмотрен вопрос математического моделирования процесса очистки сточных вод в биореакторе с иммобилизированной на неподвижных носителях микрофлорой. Осуществлен анализ опубликованных работ, посвященных данной проблеме. Выделены направления, нуждающиеся в более детальной разработке. Предложена математическая модель процесса с учетом гидродинамических, массообменных биологических и биохимических факторов.

L.I. Rujinska, I.G. Baranova

THE MODEL OF ANAEROBIC WASTE WATER TREATMENT IN A DIGESTER WITH THE SHEET INERT SUPPORTS OF IMMOBILIZED MICROFLORA

We address the issues of mathematical modeling of the process of wastewater treatment in an anaerobic biofilm digester with immobile carriers. We also consider the corpus of the previous research and point out the promising areas for further research. Taking into account the principal hydrodynamic, mass transfer, biological and biochemical factors, we propose the mathematical model of this process.

1. *Калужный С.В.* Высокоинтенсивные анаэробные технологии очистки промышленных сточных вод // Катализ в промышленности. — 2004. — № 6. — С. 42–50.
2. *Дрыгина Е.С.* Анаэробная очистка сточных вод // Обзорная информация. Сер. Х. Защита окружающей среды, очистка стоков и выбросов, утилизация отходов, промышленная и санитарная техника безопасности. — М., 1986. — 32 с.
3. *Гавриков В.Ф.* Математическая модель кинетики процесса биологической очистки водных систем от органических соединений // Хим. технология. — 2003. — № 7. — С. 35–42.
4. *Биологическая очистка сточных вод и отходов сельского хозяйства: Динамические модели и оптимальное управление* / А.Ю. Гарнаев, Л.Г. Седых, А.П. Гринберг и др.; Под ред. М.Ж. Кристопсона. — Рига: Зинатне, 1991. — 172 с.
5. *Barampouti E.M.P., Mai S.T., Vlyssides A.G.* A mathematical model for the estimation of anaerobic sludge activity // 8th International conference on environmental science and technology, 8–10 September 2003. — Greece, Lemons island, 2003. — P. 72–78.
6. *Simeonov I., Noykova N., Stoyanov S.* Modeling and extremum seeking control of the anaerobic digestion [Електронний ресурс]. <http://mathstat.helsinki.fi/~noykova/DECOM2004.pdf>
7. *Поберейко Б.П., Гнатишин Я.М., Соколовський Я.І. та ін.* Визначення та аналіз динаміки анаеробного процесу залежно від параметрів умов протікання // Праці міжнар. енергоекологічного конгресу: “Енергетика. Екологія. Людина”, 27–28 березня 2003 р. — К., 2003. — С. 155–158.
8. *Roš M., Zupančič G.D.* Thermophilic anaerobic digestion of waste activated sludge // Acta Chim. Slovenica. — 2003. — P. 359–374.
9. *Дворецкий Д.С., Дворецкий С.И., Муратова Е.И., Ермаков А.А.* Компьютерное моделирование биотехно-

- логических процессов и систем. — Тамбов: Изд-во Тамб. гос. техн. ун-та, 2005. — 80 с.
10. Колесников В.П., Вильсон Е.В. Современное развитие технологических процессов очистки сточных вод в комбинированных сооружениях / Под ред. В.К. Гордеева-Гаврикова. — Ростов-на-Дону: Юг, 2005. — 212 с.
 11. Wilkie A.C. Anaerobic digestion of flushed dairy manure // Anaerobic digester technology applications in animal agriculture — a national summit, Alexandria, Virginia, Water Environment Federation. — Alexandria, 2003. — P. 350–354.
 12. Гнатишин Я.М., Поберейко Б.П. Ідентифікація анаеробного процесу органічних відходів в метантенку // Матер. І Міжнар. наук.-практ. конф. “Нетрадиційні і поновлювані джерела енергії як альтернативні первинним джерелам енергії в регіоні”, Львів, 31 травня–1 червня 2001 р. — Львів: ЛЦНТЕІ, 2001. — С. 209–210.
 13. Мисак Й., Шумський В., Гнатишин Я. та ін. Аналіз впливу температури анаеробного розкладу на енергозабезпечення біоенергетичної установки // Энергетика и электрификация. — 2004. — № 2. — С. 50–56.
 14. Маслич Б.В., Маслич В.К. Біогаз. Енергія майбутнього. Сучасний стан досліджень // Ринок інсталяцій. — 2001. — № 2. — С. 34–38.
 15. Бадмаев Ю.Ц. Интенсивная технология анаэробной переработки навозных стоков свиноводства в условиях республики Бурятия: Автореф. дис. ... канд. техн. наук., 05.20.01 “Технология и средства механизации сельского хозяйства”. — Улан-Удэ, 2006. — 24 с.
 16. Lyberatos G., Skiadas I.V. Modeling of anaerobic digestion — a review // Global Nest. — 1999. — 1, N 2. — P. 63–76.
 17. Schlicht A.C. The Gaslifter. A time-honoured, proven anaerobic digester mixing system. — Aurora: Walker Process Equipment, 2001. — 12 p.
 18. Баранова І.Г. Про метанове зброджування стічних вод на інертних носіях // Матер. IV междунар. науч.-практ. конф. “Научно пространство на Европа — 2008”, 15–30 апрел. — София: Бял ГРАД-БГ ООД, 2008. — Т. 26. — С. 102–104.
 19. Бошенятов Б.В. Гидродинамика микропузырьковых газожидкостных сред // Изв. Томского политехн. ун-та. — 2005. — 308, № 6. — С. 156–160.
 20. Иерусалимский Н.Д. Основы физиологии микробов. — М.: Изд-во АН СССР, 1963. — 120 с.

Рекомендована Радою факультету
біотехнології і біотехніки
НТУУ “КПІ”

Надійшла до редакції
1 грудня 2008 року